

東京都微小粒子状物質検討会
報 告 書

平成 23 年 7 月

東京都微小粒子状物質検討会

1 はじめに

都は、平成20年4月、都内の微小粒子状物質(PM_{2.5})の実態調査、原因物質や生成メカニズムの解明及び削減対策等について専門的な立場から学識経験者の意見を聴くため、大気中微小粒子状物質検討会を設置し、検討を開始した。

本報告書は、約3年にわたる調査・検討結果を広く一般に公開することにより、PM_{2.5}にかかる都民、事業者等の関心を高めるとともに、今後、PM_{2.5}対策に向けた検討に役立てることを目的とし、現時点で得られた知見の要点を整理したものである。詳細な調査結果は、別冊「微小粒子状物質検討会報告書 資料集」にまとめてあるので、そちらを参照されたい。

なお、本検討は平成20年度をベースに実施したもので、大気環境の調査及び将来濃度等は東日本大震災による影響を考慮していない。

2 これまでの検討経過

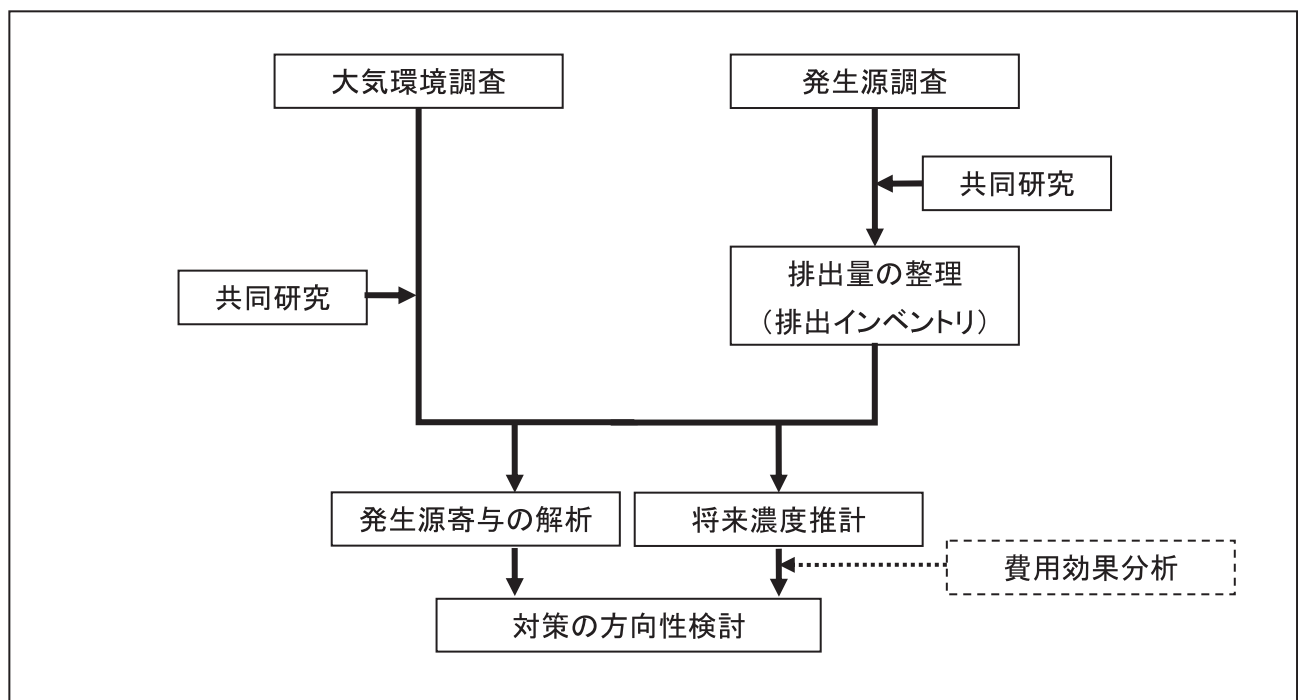
○東京都微小粒子状物質検討会

第1回	平成20年4月23日	PM _{2.5} 調査方向性の検討
第2回	平成20年7月2日	PM _{2.5} 調査計画の検討
第3回	平成21年1月13日	大気環境調査・発生源調査等の経過報告、検討
第4回	平成21年7月10日	平成20年度大気環境調査結果報告、検討
第5回	平成21年12月22日	共同研究(中間報告)等
第6回	平成22年7月29日	これまでの調査・解析の要点整理
第7回	平成23年7月20日	報告書(案)検討

○レセプタワーキング・シミュレーションワーキング

延べ13回開催し、発生源寄与解析等に係る検討・作業を行った。

3 調査・検討の流れ



4 東京都微小粒子状物質検討会検討委員名簿

(50 音順・敬称略)

氏名	所属
○大原 利眞	独立行政法人国立環境研究所地域環境研究センター センター長
◎坂本 和彦	埼玉大学大学院理工学研究科連携教授
新田 裕史	独立行政法人国立環境研究所環境健康研究センター センター長
溝畑 朗	大阪府立大学地域連携研究機構 特認教授
横田 久司	財団法人東京都環境整備公社東京都環境科学研究所調査研究科 主任研究員
吉永 淳	東京大学大学院新領域創成科学研究科環境システム学専攻環境健康システム学分野 准教授

◎座長 ○副座長

5 ワーキンググループ名簿

PM_{2.5} の発生源寄与の推定に関するワーキンググループ(略称:レセプターWG) (50 音順・敬称略)

氏名	所属
柏木 宣久	大学共同利用機関法人情報・システム研究機構 統計数理研究所 教授
高橋 克行	財団法人日本環境衛生センター東日本支局環境科学部環境調査課 課長
○溝畑 朗	大阪府立大学地域連携研究機構 特認教授

○座長

シミュレーション手法に関するワーキンググループ(略称:シミュレーションWG) (50 音順・敬称略)

氏名	所属
○大原 利眞	独立行政法人国立環境研究所地域環境研究センター センター長
速水 洋	財団法人電力中央研究所環境科学研究所大気・海洋環境領域 上席研究員
森川 多津子	財団法人日本自動車研究所エネルギー・環境研究部環境評価グループ 主任研究員

○座長

6 共同研究者

(50 音順・敬称略)

氏名	所属
内田 昌男	独立行政法人国立環境研究所環境計測研究センター同位体・無機計測研究室 主任研究員
坂本 和彦	埼玉大学大学院理工学研究科連携教授
吉永 淳	東京大学大学院新領域創成科学研究科環境システム学専攻環境健康システム学分野 准教授

※ この他、(財)石油産業活性化センターが関東地方で実施している JATOP(Japan Auto-Oil Program)調査(PM_{2.5} 夏季・冬季広域観測)に協力するとともにデータ等の提供を受けた。

(平成 23 年 4 月 1 日時点の所属)

目 次

序 章 微小粒子状物質(PM _{2.5})について	01
第 1 章 大気環境について	04
1-1 大気環境調査結果	04
1-2 大気環境調査結果の解析	05
1-3 二次生成機構研究報告	07
1-4 共同研究報告	08
1-5 JATOP 広域観測	11
1-6 関東地方合同調査結果	13
第 2 章 発生源について	14
2-1 発生源調査結果	14
2-2 共同研究報告	16
2-3 排出インベントリ	18
第 3 章 発生源寄与解析と将来濃度予測について	21
3-1 レセプターモデルによる発生源寄与解析	21
3-2 シミュレーションモデルによる予測結果	24
3-3 発生源寄与解析の手法	30
第 4 章 まとめ	34
4-1 知見の整理・統合	34
4-2 対策の方向性	39
参考情報	43

序章 微小粒子状物質(PM_{2.5})について

微小粒子状物質(PM_{2.5})とは、粒径 2.5 μm (2.5mm の千分の 1) 以下の粒子状物質である(図 1)。PM_{2.5} は、呼吸器系の奥深くまで入りやすいことなどから、人の健康に影響を及ぼすことが懸念されている。

大気中に浮遊する粒子状物質のうち、呼吸器に吸入されて、人の健康に影響を及ぼす粒径 10 μm 以下のものについて、昭和 48 年に浮遊粒子状物質(SPM)と定義して環境基準が定められている。これまで、ディーゼル車の規制や廃棄物焼却炉の規制強化などの各種対策が進められ、近年では、都内全ての測定局において、SPM の環境基準を達成している。

一方、近年において、浮遊粒子状物質の中でも微小な粒子状物質の曝露によって一定の健康影響を及ぼしていることを示す国内外の疫学分野、その他の科学的知見が蓄積されており、国外では、これらの知見により微小粒子状物質について、独立の項目として環境目標値を設定する動きがある。

このような状況を踏まえ、日本においても平成 21 年 9 月、PM_{2.5} の環境基準(長期基準:1 年平均値 15 μg/m³、短期基準:日平均の 98%タイル値 35 μg/m³)が設定された(表 1)。

表 1 PM_{2.5} 環境基準等の比較

(単位: μg/m³)

	日本	米国	EU	世界保健機構(WHO)
年平均値	15 (2009 年設定)	15 (1997 年設定)	20* (2008 年設定)	10 (2006 年設定)

*2015 年までは 25

都は、平成 13 年度から都内の PM_{2.5} 濃度をフィルタ振動法(TEOM) *により観測している。近年、PM_{2.5} 濃度は漸減傾向にあるが、現時点で環境基準は超過している可能性がある(図 2)。

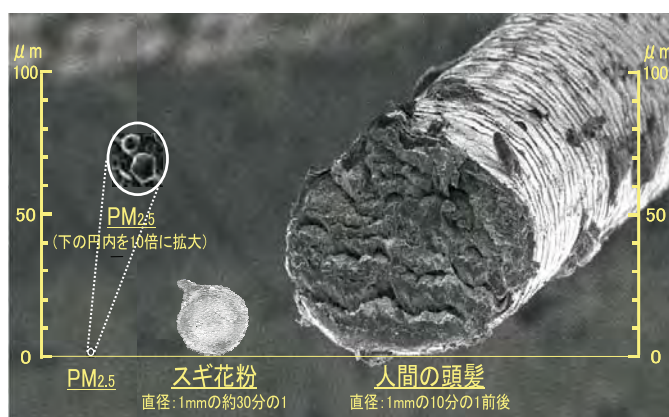


図 1 PM_{2.5}、スギ花粉、人髪との大きさの比較

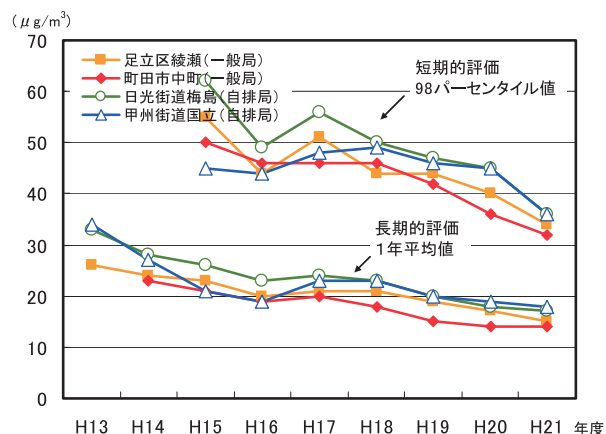


図 2 都内 PM_{2.5} 濃度の経年変化

* 参考値(FDMS 補正機能がないため標準測定法より低めの値となる)

PM_{2.5} は、単一の化学物質ではなく、炭素、硝酸塩、硫酸塩、金属を主な成分とする様々な物質の混合物である。

また、PM_{2.5} などの粒子状物質は、生成機構により発生源から大気中に排出された時に既に粒子となっている「一次粒子」と、排出された時は気体であるが、大気中で化学反応を起こし、粒子化する「二次生成粒子」とに、また、発生機構により人為起源と自然起源とに分類される(表 2)。

表 2 粒子状物質の分類と主な原因物質

	人為起源	自然起源
一次粒子	<ul style="list-style-type: none"> ばい煙発生施設(ボイラー、焼却炉等) 粉じん発生施設 自動車、船舶、航空機 家庭等群小発生施設(調理、給湯器等) その他(野焼き等) 	<ul style="list-style-type: none"> 土壌 海洋(海塩) その他(火山活動、森林火災、花粉等)
二次生成粒子	<ul style="list-style-type: none"> 二次有機粒子(産業活動、燃焼由来の VOC の変換) SO₄²⁻(燃焼等由来の SO₂ からの変換) NO₃⁻(燃焼等由来の NO_x からの変換) NH₄⁺(畜産等由来の NH₃ からの変換) Cl⁻(燃焼由来の HCl からの変換) 	<ul style="list-style-type: none"> 二次有機粒子(植物や森林火災等からの VOC の変換) SO₄²⁻(火山からの SO₂、海洋生物由来の硫化物等からの変換) NH₄⁺(土壌生物等による NH₃ からの変換) NO₃⁻(土壌、落雷、森林火災等の NO_x からの変換)

※ 浮遊粒子状物質汚染予測マニュアルを参考に作成

PM_{2.5} などの粒子状物質の発生源としては、ボイラー等のばい煙を発生する施設、自動車、船舶等の移動発生源、塗装や印刷等の VOC を発生させるものなど、多種多様な人為起源がある。また、自然起源としては、火山や黄砂の他に、植物から蒸発する VOC などもある(図 3)。

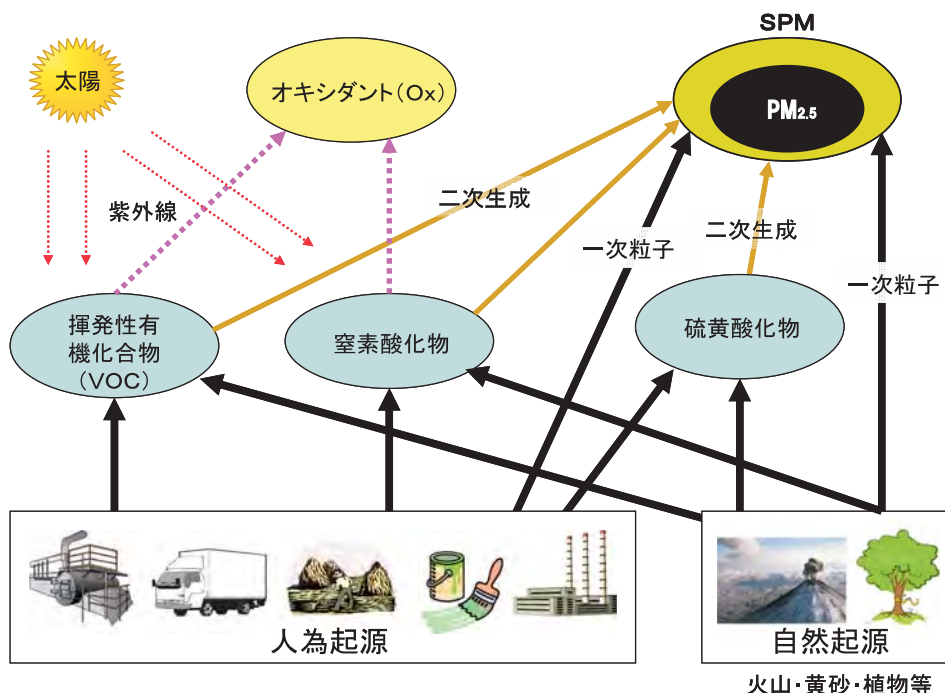


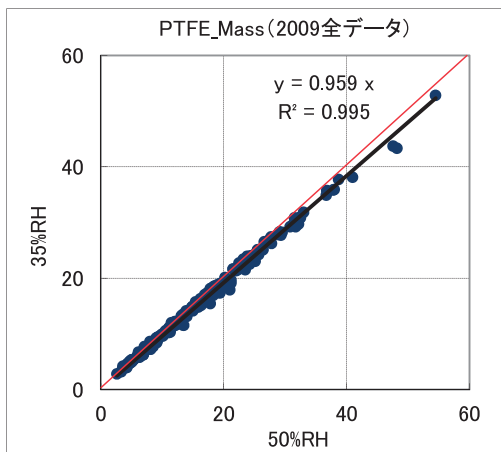
図 3 PM_{2.5} の発生源と生成機構

測定法と水分の影響について

PM_{2.5}の環境基準(公定法)の秤量条件は、相対湿度 35%±5%である。しかし、この調査では米国連邦標準法(FRM)をベースにした PM_{2.5} 測定方法暫定マニュアル改訂版(平成 19 年 7 月)に準じて実施したため、秤量は相対湿度 50%±5%で行った。このため、本報告では、特に表示がない場合は相対湿度 50%±5%で秤量していることに注意をされたい。

平成 21 年度の測定結果を用いて、秤量条件の差を比較したところ、相対湿度 50%秤量値は、35%秤量値に対し、地点・季節により 3.0~5.5%程度、全体として 4.2%程度過大であることがわかった(図 4)。

○全季プロット



※単位: $\mu\text{g}/\text{m}^3$
 ※データ数: 224レコード
 ※いずれも平成 21 年度(2009 年度)の PTFE 製フィルタの PM_{2.5} 質量濃度 1 日値である。
 ※採取方法は FRM による。秤量順序は、35%→50%RH の順に秤量した。

○季節別プロット

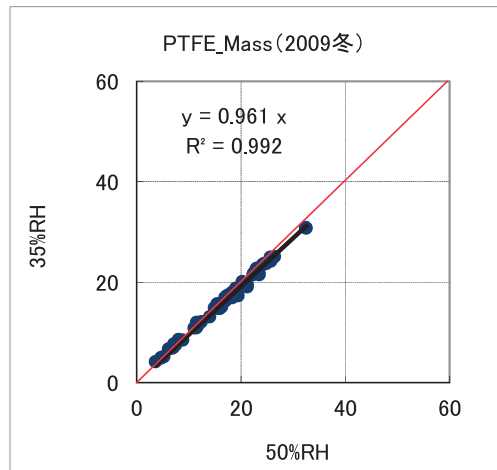
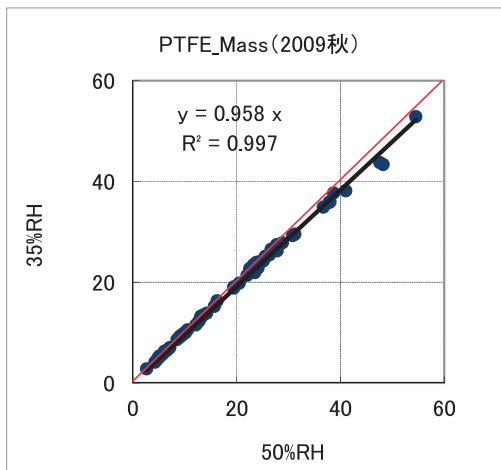
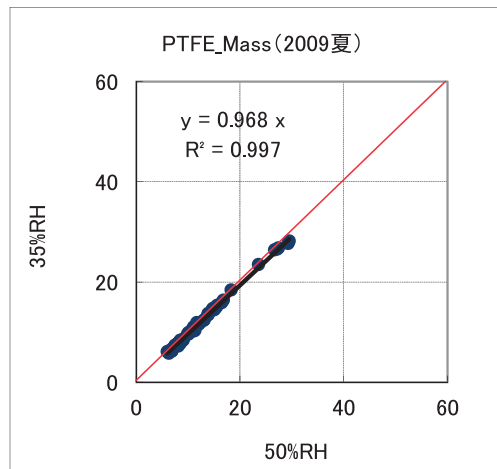
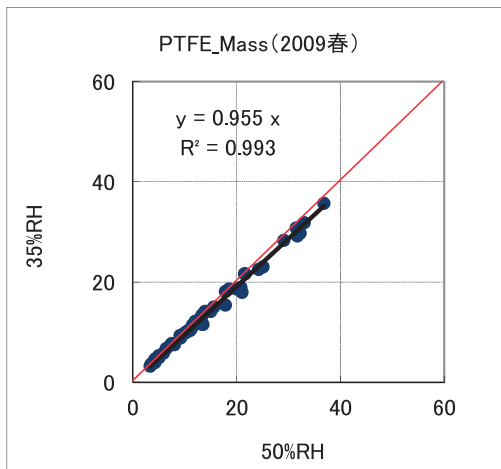


図 4 秤量条件(湿度)50%と35%の比較 (平成 21 年度)

第1章 大気環境について

1-1 大気環境調査結果

都は、平成20年度に都内17地点において、春季(5月19日～6月1日)、夏季(7月28日～8月10日)、秋季(11月4日～17日)、冬季(2月2日～15日)に大気環境調査を実施した。

- (1) 都内のPM_{2.5}濃度の年平均値は、一般環境で20 μg/m³、道路沿道で22 μg/m³、全地点平均で21 μg/m³であった。
- (2) PM_{2.5}の主な成分は、有機炭素(OC)、硝酸イオン(NO₃⁻)、硫酸イオン(SO₄²⁻)、及びアンモニウムイオン(NH₄⁺)であった(図1-1)。

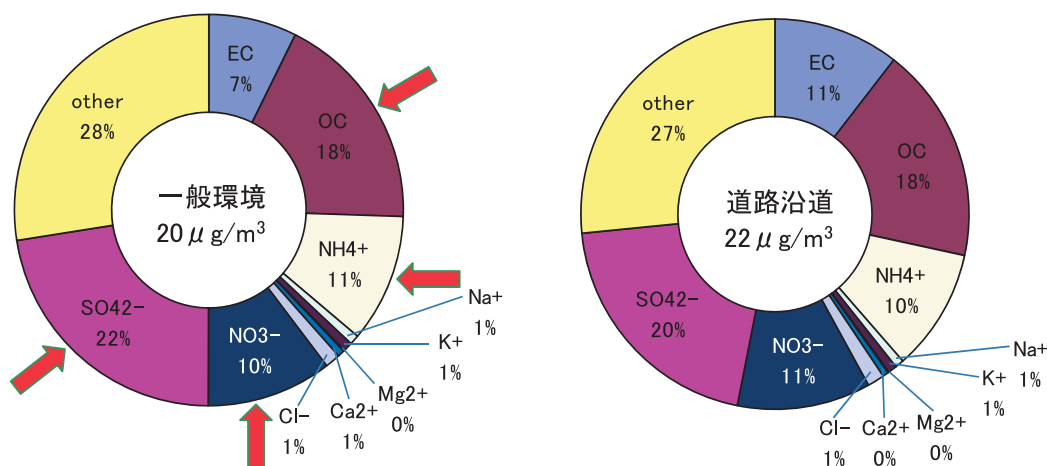


図1-1 PM_{2.5}年平均値と主要成分の割合

※ 四季毎14日間(延べ56日間)の1日値を平均したものである(秤量条件:温度21.5±1.5℃、相対湿度50±5%)。
 ※ 一般環境9地点、道路沿道8地点の平均値である。
 ※ otherには、金属元素、水分、有機炭素に結合している水素や酸素などを含む。OCは結合している水素や酸素などは含まず、炭素のみ。

- (3) PM_{2.5}濃度は、一般環境、道路沿道ともに、春季と夏季が低く、秋季と冬季が高かった。

- (4) PM_{2.5}の成分は、季節により異なっていた。

- 有機炭素(OC)と元素状炭素(EC)は、秋季が高かった。
- 硫酸イオン(SO₄²⁻)は夏季に高かった。これは、光化学反応等により二酸化硫黄(SO₂)が酸化されたものと考えられる。
- 硝酸イオン(NO₃⁻)と塩化物イオン(Cl⁻)は、秋季と冬季に高かった。これは、アンモニウムイオン(NH₄⁺)と結合した硝酸アンモニウムと塩化アンモニウムが二次生成され、気温が低いいため粒子状のままになっているためであると考えられる。

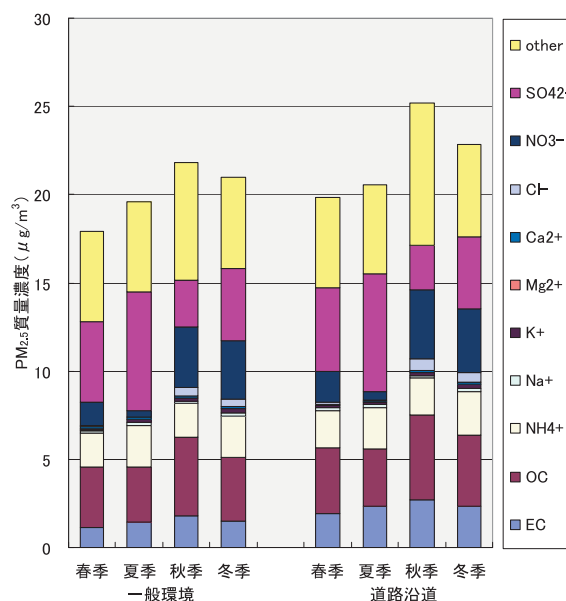


図1-2 季別PM_{2.5}炭素・イオン成分濃度

1-2 大気環境調査結果の解析

平成 20 年度大気環境調査を解析した結果、次のような知見が得られた。

(1) 過去の調査結果との比較

PM_{2.5} の質量濃度は、平成 12 年度と同じ地点の PM_{2.1} 相当の質量濃度と比較すると、大きく低減していた。成分ごとに見ると、大きく低減していたのは、元素状炭素 (EC)、塩化物イオン (Cl⁻) 及び有機炭素 (OC) であった (図 1-3)。この要因としては、ディーゼル車規制や廃棄物焼却炉対策、VOC 排出抑制対策の進展などが考えられる。

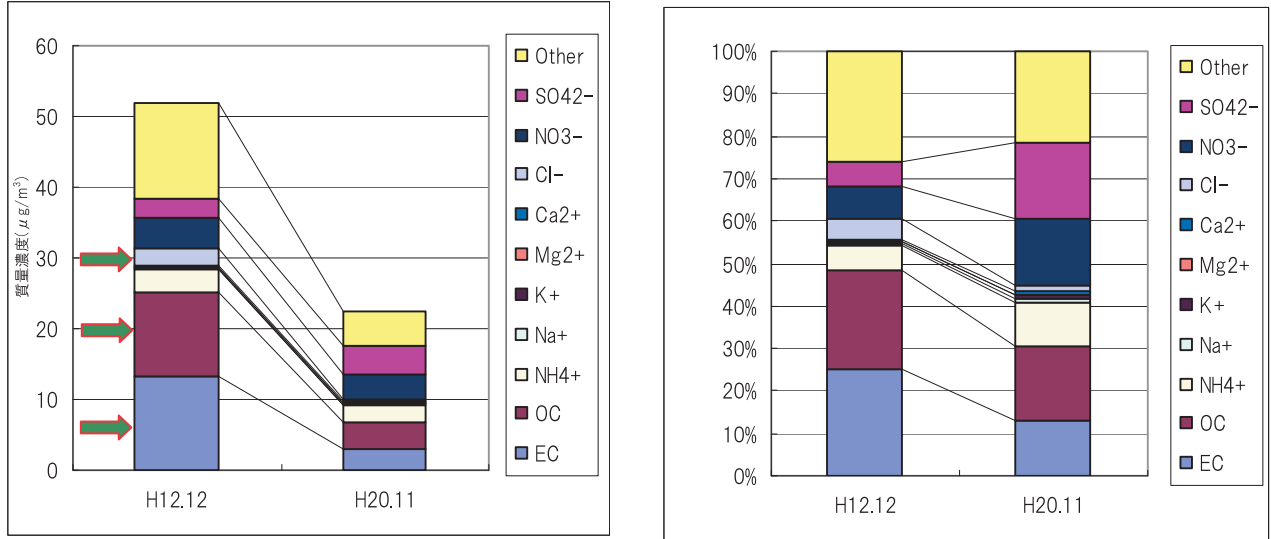


図 1-3 過去調査結果との比較

※ H20.11 が秋季(14日間)の各1日値を平均したのに対し、平成12年度の調査は1週間連続採取した値(PM_{2.1}濃度)である。PM_{2.1}濃度は長期採取のため、OC等については揮発の影響により濃度が低めに測定されている可能性がある。その場合は、H20と過去の差がさらに大きくなる。なお、調査地点はいずれも甲州街道国立である。また、過去調査の炭素成分は、分析法が異なるため、ECに0.7を乗じて補正した。その他の成分の分析法は同じである。(過去調査出所:平成15年5月ディーゼル車排ガスと花粉症の関連に関する調査委員会報告書 別冊ディーゼル車排ガス関連環境調査関連資料)

(2) バックグラウンド濃度との比較

平成 20 年度の東京都調査と環境省が実施したバックグラウンド調査(東京都父島小笠原村)を比較すると、元素状炭素 (EC)、硝酸イオン (NO₃⁻) 及び有機炭素 (OC) の割合が大きく異なっていた (図 1-4)。これらの成分は、主に人為起源であると推定される。

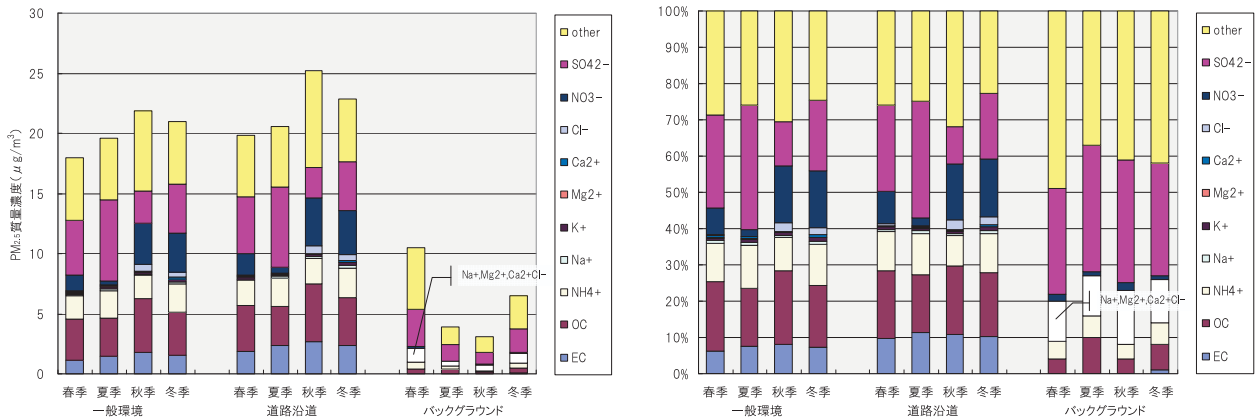


図 1-4 バックグラウンド濃度との比較

※ バックグラウンド値は、環境省微小粒子状物質環境基準専門委員会報告(平成21年9月)から作成

(3) 高濃度日との比較

PM_{2.5} 質量濃度の日平均値が 35 μg/m³ を越えた日 (高濃度日) と 35 μg/m³ 以下の日の成分構成比を季節別に比較すると、一般環境と道路沿道では大きな差異は見られなかったが、季節間では差が認められた。春季では、高濃度日に硫酸イオン(SO₄²⁻)の構成比が大きくなっており、秋季、冬季については、硝酸イオン(NO₃⁻)の構成比が大きくなっていった(図 1-5)。

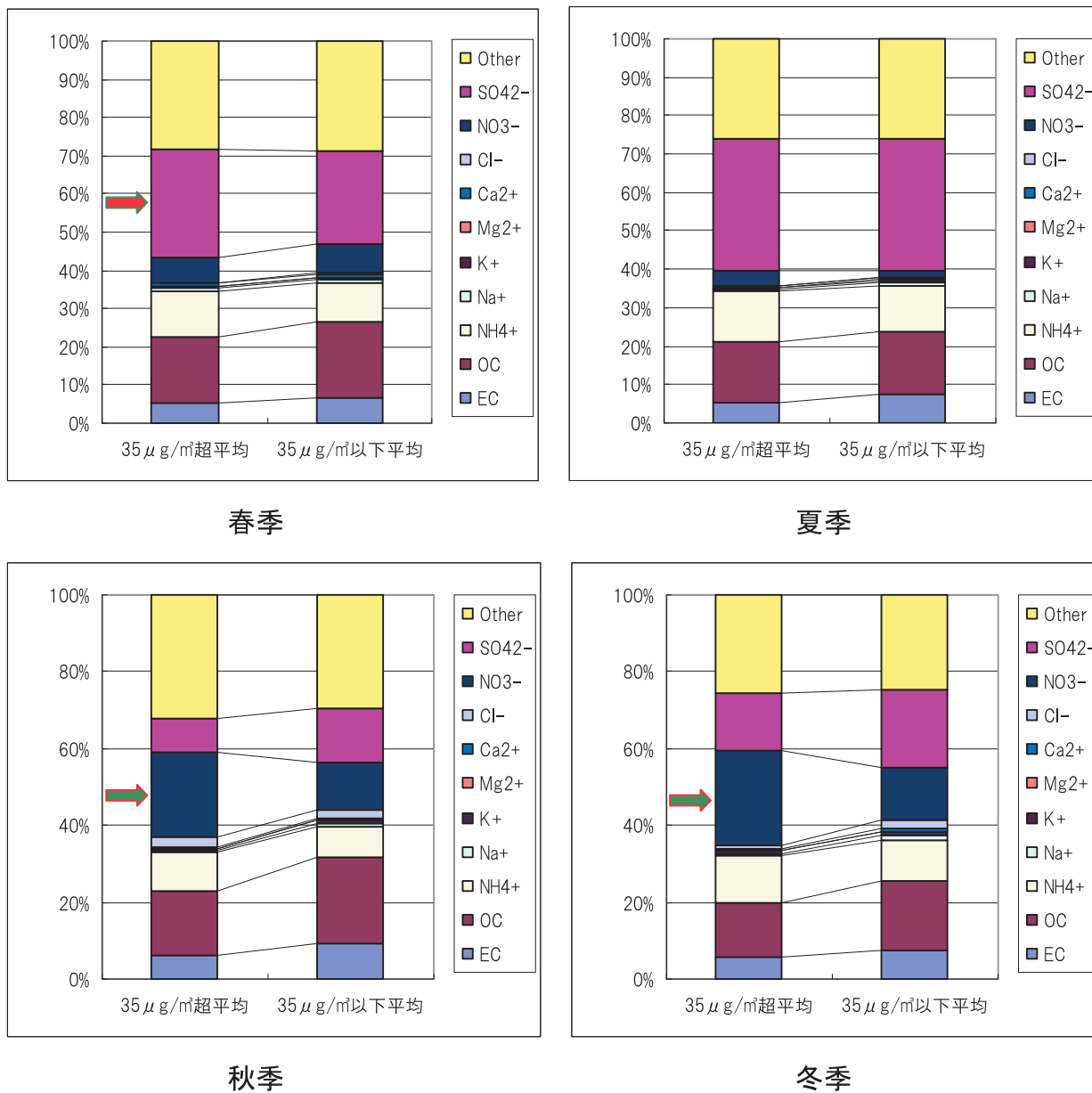


図 1-5 PM_{2.5} 成分構成比による高濃度日との比較

※ 一般環境 9 地点の全平均値である。

1-3 二次生成機構研究報告

平成 19～21 年度に東京都環境科学研究所が実施した「二次生成機構の研究」から、現時点で次のような知見が得られた。

(1) 夏季に光化学オキシダント(Ox)濃度が高くなると、PM_{2.5}濃度も高くなる傾向があった(図 1-6)。

Ox 濃度の高い地点では、二次生成有機粒子の指標である水溶性有機炭素(WSOC)も高くなっていた。PM_{2.5}中のWSOC濃度は、日中のOx濃度が低い江東区では1.5μg/m³程度であったものが、Ox濃度が高くなる青梅市では4.5μg/m³程度に上昇していた(図 1-7)。すなわち、都内においても光化学反応により有機粒子が酸化生成されているものと考えられ、その量を江東と青梅のWSOCの濃度差3μg/m³程度と考えると、PM_{2.5}の10%程度に及ぶことになる。

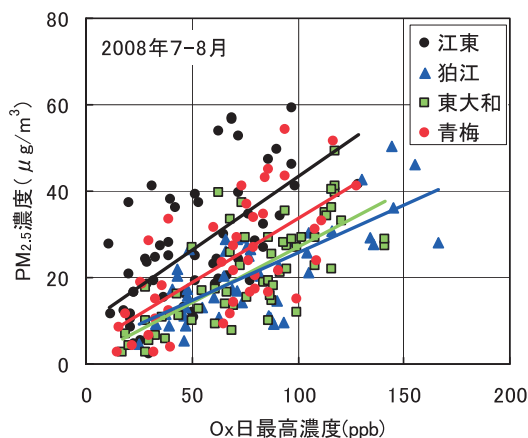
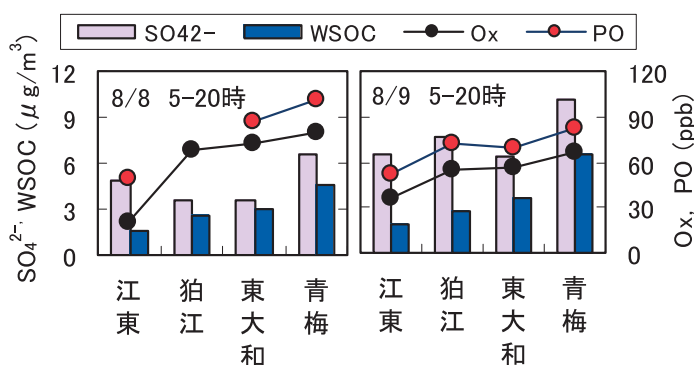


図 1-6 Ox と PM_{2.5} 濃度との関係



※ PO(ポテンシャルオゾン) = Ox + NO₂ - 0.1NO_x

図 1-7 Ox と PM_{2.5} 中 SO₄²⁻・WSOC の濃度

(2) 秋・冬季の PM_{2.5}濃度は、窒素酸化物(NO_x)濃度や非メタン炭化水素(NMHC)濃度と相関関係がある場合が多かった。この季節の PM_{2.5}の高濃度要因は、他の大気汚染物質と同様に、大気が安定することにより拡散が抑制されるためと考えられる。

(3) 春季には 100 μg/m³を超える高濃度 PM_{2.5}が観測された。その時の成分は、硫酸塩の割合が高かった(図 1-8)。この時には西日本でも高濃度 SPM が観測されていることから広域移流の影響が表れていると考えられる。

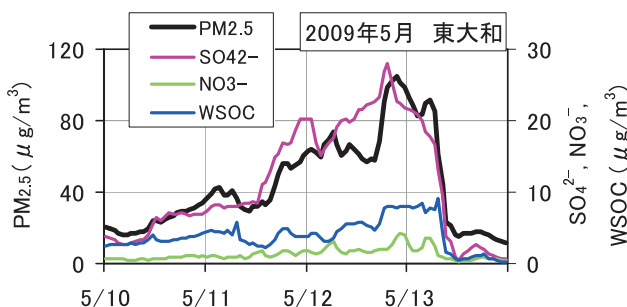


図 1-8 PM_{2.5}と成分濃度の変化

(4) 現時点での結論と今後の課題

○都内において夏季に有機粒子が酸化生成されていた。前駆物質の特定は今後の課題であるが、VOCの排出抑制策がPM_{2.5}対策として有効であると考えられる。なお、この傾向は関東地方合同調査結果(1-6で後述)でも同様であった。

○都内においても域外からの移流の影響と思われる高濃度現象が観測されたことから、その影響の程度を正確に把握する必要がある。

1-4 共同研究報告

炭素成分(EC と OC)は、PM_{2.5}の約 3 割を占める主成分の一つであるが、その発生源は必ずしも明らかになっていない。このため、PM_{2.5}中の炭素の由来を明らかにすることは、PM_{2.5}対策を検討する上で重要な情報源となることから、炭素成分に関する次の共同研究を実施した。

(1) 放射性炭素同位体分析(国立環境研究所との共同研究)

PM_{2.5}中の放射性炭素同位体比(¹⁴C/¹²C)を測定することで、石炭、石油、天然ガスなどの化石燃料の燃焼に伴い発生した(化石燃料起源)炭素なのか、植物などの現世起源(バイオマス起源)の炭素(モダンカーボン)なのかを区別することができる。

平成 20 年度に(独)国立環境研究所と実施した共同研究から、一般環境と道路沿道でモダンカーボンの量に大きな差がないことが明らかとなった。また、都内 PM_{2.5}中の全炭素成分(TC)に占めるモダンカーボンの割合(pMC)は、一般環境 55%、道路沿道 45%であった(図 1-9、10)。

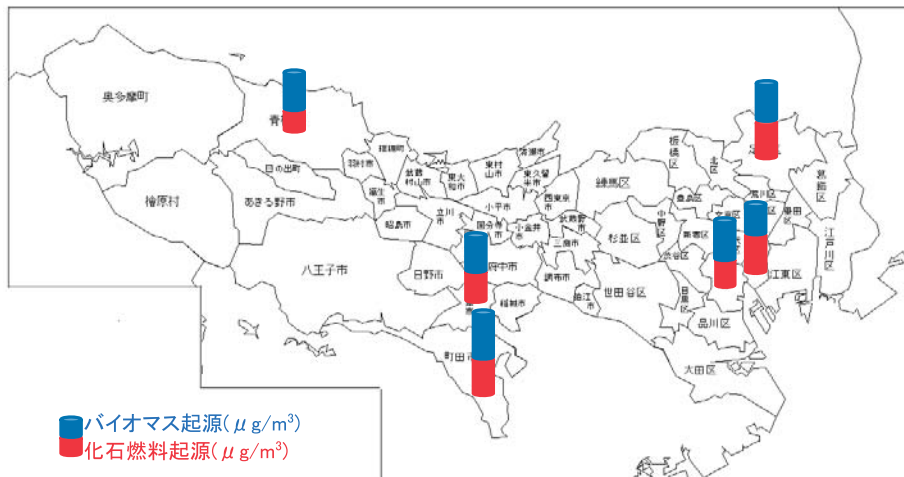


図 1-9 一般環境における PM_{2.5}中 TC に含まれる化石燃料起源及びバイオマス起源炭素濃度

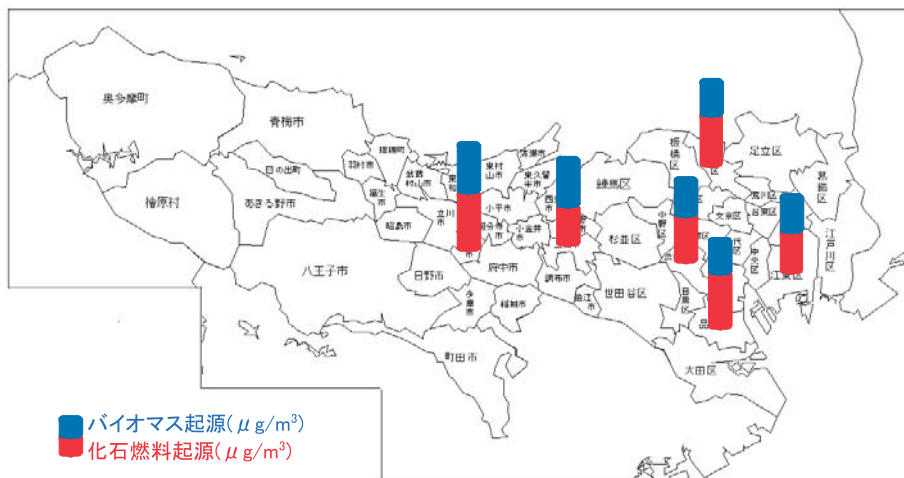


図 1-10 道路沿道における PM_{2.5}中 TC に含まれる化石燃料起源及びバイオマス起源炭素濃度

(2) レボグルコサン分析(埼玉大学との共同研究)

レボグルコサンは、バイオマス燃焼(野焼きなど)に伴って排出される特徴的な有機成分である。平成 20 年度に埼玉大学と実施した共同研究から、次のことが明らかとなった。

レボグルコサンの経日変化を見てみると、春季や夏季が低濃度に推移しているのに対して、秋季ならびに冬季においては顕著に高い濃度で推移しており、季節によってその排出量が異なっていることが推測された。このことから、都市大気においてもバイオマス燃焼により生成した粒子の影響を受けているものと考えられる(図 1-11)。

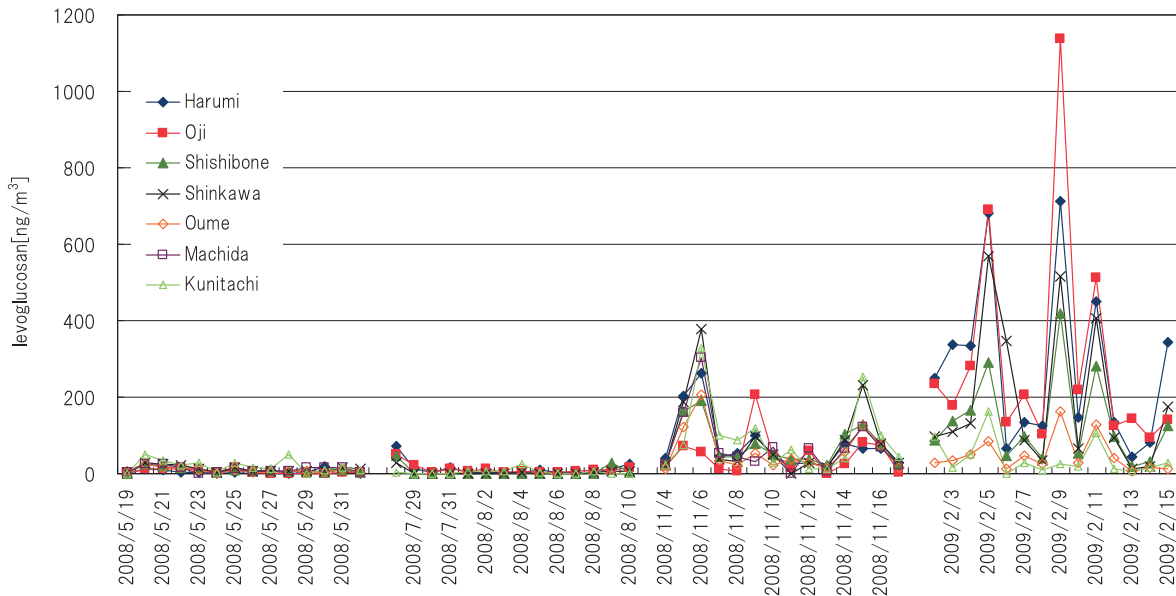


図 1-11 各地点におけるレボグルコサン濃度の推移

表 1-1 に各地点間のレボグルコサン濃度の相関係数を示す。国立を除き、各地点ともに正の高い相関が得られた。このことから、測定地点近傍の局所的な事象よりも、広域的な事象がレボグルコサン濃度の変動に影響していると推測される。

表 1-1 各地点間におけるレボグルコサン濃度の相関

	Harumi	Oji	Shishibone	Shinkawa	Oume	Machida	Kunitachi
Harumi		0.909 ^{**}	0.947 ^{***}	0.888 ^{***}	0.919 [*]	0.920 ^{***}	0.375
Oji			0.889 ^{***}	0.837 ^{***}	0.554 [*]	0.385	0.214
Shishibone				0.827 ^{***}	0.963 ^{***}	0.919 ^{***}	0.506
Shinkawa					0.771 ^{**}	0.956 ^{***}	0.577 [*]
Oume						0.957 ^{***}	0.742 ^{**}
Machida							0.841 ^{***}
Kunitachi							

(*: $p < 0.05$; **: $p < 0.01$; ***: $p < 0.001$)

同様に、レボグルコサンと有機炭素(OC)、元素状炭素(EC)、カリウムイオン(K⁺)、熱分解炭素(POC)との相関を見たところ、OC との相関は、春・夏季において、いずれの地点においても見られず、秋・冬季においては正の相関が見られた。さらに、冬季におけるその相関は秋季よりも高い相関を示していた。

また、POC との相関においては、OC の場合と同様に、秋季よりも冬季において正の高い相関が観察されたが、OC との相関と比較すると低い結果となった。

一方、EC、K⁺、Cl⁻は、ともにレボグルコサンとの相関はそれほど高くなかった。バイオマス燃焼のほかに自動車排ガス、海洋起源、土壌起源などの影響を受けているものと考えられる(表 1-2)。

表 1-2 レボグルコサンと OC、EC、POC、K⁺、Cl⁻濃度の相関

	Harumi				Oji				Shishibone				Shinkawa			
	Spring	Summer	Autumn	Winter	Spring	Summer	Autumn	Winter	Spring	Summer	Autumn	Winter	Spring	Summer	Autumn	Winter
OC	0.0944	0.719**	0.816***	0.839***	0.788***	0.566*	0.252	0.833***	0.737**	0.748**	0.841***	0.905***	0.590*	0.915***	0.881***	0.665**
POC	0.174	0.502	0.513	0.823***	0.746**	0.052	0.426	0.727**	0.715**	0.592*	0.696**	0.878***	0.475	0.579*	0.836***	0.718**
EC	0.0188	0.489	0.723**	0.744**	0.609*	0.384	0.009	0.770**	0.648*	0.764**	0.730**	0.815***	0.431	0.750**	0.715**	0.593*
K ⁺	0.0637	0.254	0.740**	0.580*	0.581*	0.269	0.392	0.589*	0.575*	0.487	0.818***	0.609*	0.545	0.284	0.869***	0.426
Cl ⁻	0.102	0.179	0.295	0.684**	0.219	0.192	0.600*	0.800***	0.0141	0.112	0.525	0.699**	0.693**	0.126	0.468	0.641*

	Kunitachi				Oume				Machida			
	Spring	Summer	Autumn	Winter	Spring	Summer	Autumn	Winter	Spring	Summer	Autumn	Winter
OC	0.420	0.309	0.632*	0.660*	0.440	-	0.666**	0.336	0.566*	-	0.827***	-
POC	0.445	0.241	0.567*	0.573*	0.422	-	0.567*	0.381	0.550*	-	0.659*	-
EC	0.386	0.576*	0.246	0.613*	0.292	-	0.721**	0.436	0.524	-	0.831***	-
K ⁺	0.342	0.205	0.462	0.576*	0.340	-	0.483	0.111	0.394	-	0.765***	-
Cl ⁻	0.438	0.150	0.187	0.473	0.083	-	0.182	0.588*	0.144	-	0.421	-

(*: $p < 0.05$; **: $p < 0.01$; ***: $p < 0.001$)

EC は、生成における燃焼過程や性質の違いから char-EC と soot-EC とに分けられる。char-EC は低温での不完全燃焼成分であり、主にバイオマスの燃焼から生成する成分であることが報告されており、一方の soot-EC は、高温における不完全燃焼時のガス-粒子化により超微小粒子として発生したものが粒子に凝集して生成する成分とされている。

レボグルコサンと char-EC、soot-EC との相関を見たところ、秋・冬季では soot-EC 濃度はレボグルコサン濃度とは無関係にほぼ一定の濃度で存在していることから、自動車排ガスに由来する成分であることが推測される。一方、レボグルコサンと char-EC との相関は、レボグルコサンと EC との相関より、高い相関を示す結果となっていた(表 1-3)。これらの結果から、char-EC の大部分はバイオマス燃焼由来成分であることが推定される。

表 1-3 レボグルコサンと char-EC、soot-EC の相関

	Harumi				Oji				Shishibone				Shinkawa			
	Spring	Summer	Autumn	Winter	Spring	Summer	Autumn	Winter	Spring	Summer	Autumn	Winter	Spring	Summer	Autumn	Winter
char-EC	0.0320	0.591*	0.735**	0.804***	0.661**	0.382	0.0599	0.789***	0.665**	0.579*	0.805***	0.838***	0.481	0.646*	0.739**	0.586*
soot-EC	0.313	0.121	0.544	0.339	0.501	0.145	0.530	0.339	0.044	0.172	0.600*	0.494	0.483	0.661*	0.617*	0.401
charEC /sootEC	0.0768	0.397	0.762**	0.890***	0.663**	0.152	0.350	0.869***	0.645*	0.549*	0.822***	0.882***	0.0245	0.579*	0.837***	0.628*

	Kunitachi				Oume				Machida			
	Spring	Summer	Autumn	Winter	Spring	Summer	Autumn	Winter	Spring	Summer	Autumn	Winter
char-EC	0.331	0.673**	0.319	0.613*	0.284	-	0.722**	0.345	0.402	-	0.844***	-
soot-EC	0.0489	0.068	0.436	0.352	0.235	-	0.179	0.691**	0.382	-	0.488	-
charEC /sootEC	0.152	0.266	0.360	0.632*	0.628*	-	0.629*	0.071	0.292	-	0.868***	-

(*: $p < 0.05$; **: $p < 0.01$; ***: $p < 0.001$)

1-5 JATOP 広域観測

平成 20 年度から、(財)石油産業活性化センターが関東地方で実施している「JATOP (Japan Auto-Oil Program) 調査-PM_{2.5} 夏季・冬季広域観測-」の結果では、現時点で次のようなことが明らかとなっている。

- 夏季：南風時に硫酸イオン(SO₄²⁻)濃度上昇による微小な粒子状物質の高濃度がみられた。有機炭素(OC)は光化学生成に伴い、風下である郊外で高濃度となる傾向が見られた(図 1-12)。また、ヘリコプターによる上空の観測結果からも内陸部での二次粒子の生成が確認できた(図 1-13)。

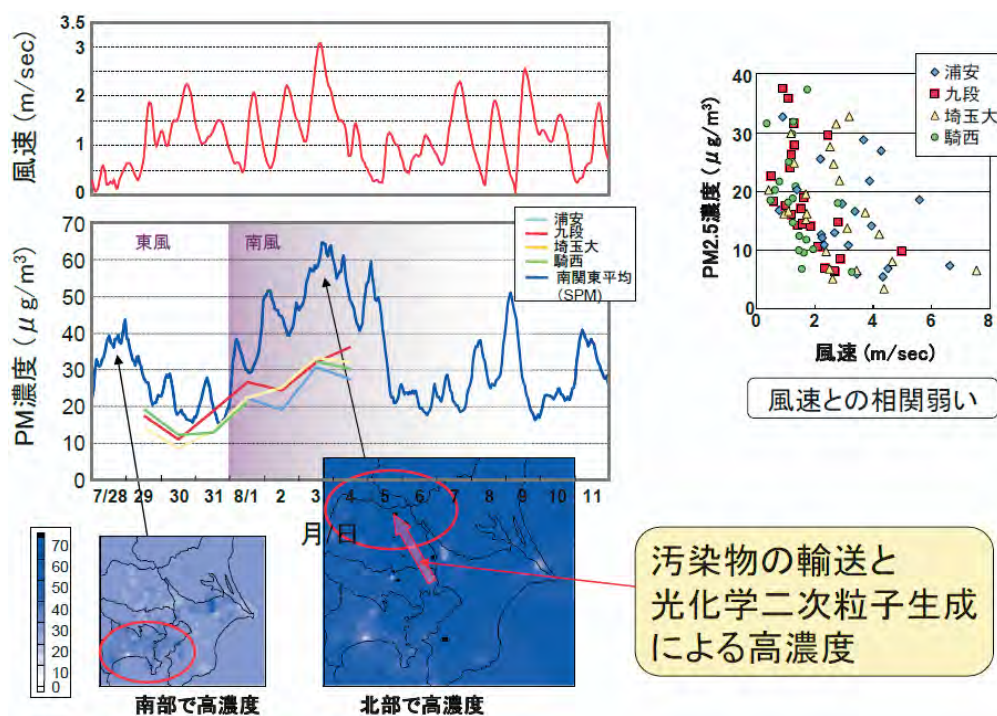


図 1-12 PM_{2.5} の高濃度要因(夏季)

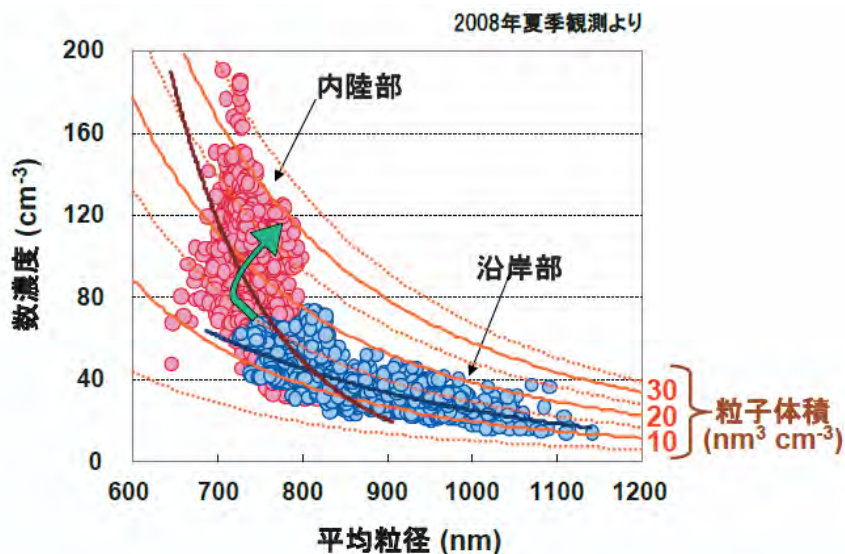


図 1-13 ヘリコプター観測による二次粒子生成の確認

※ JATOP 成果発表会予稿集(平成 22 年 6 月)から許諾を受けて転載

○冬季：風速が低下すると微小な粒子状物質が高濃度となる傾向が見られた(図1-14)。これは、レボグルコサンや char-EC などの測定結果から、元素状炭素(EC)濃度には内陸部からのバイオマス燃焼起源の影響があると考えられた。

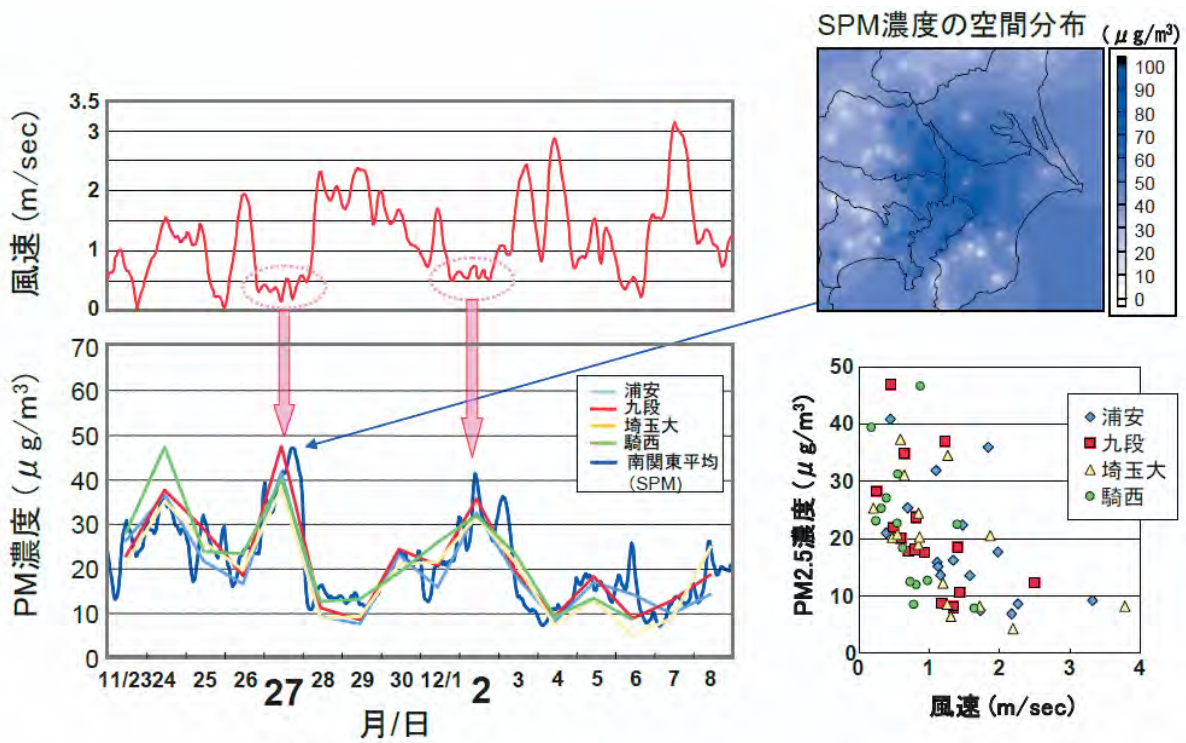


図1-14 PM_{2.5}の高濃度要因(冬季)

○バイオマス由来の炭素：夏季観測時のパーセントモダンカーボン(pMC)値は、都心で低く、郊外及び植物の多い地域で高かった。また、全炭素(TC)の3~4割はバイオマス由来であった(図1-15)。

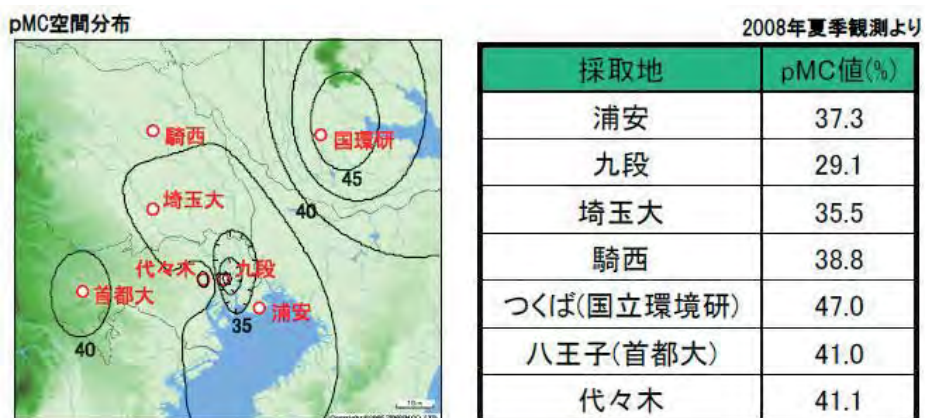


図1-15 バイオマス由来の炭素(夏季)

※ JATOP 成果発表会予稿集(平成22年6月)から許諾を受けて転載

1-6 関東地方合同調査結果

平成20年7月から8月にかけて関東甲信静の16自治体が合同で実施したPM_{2.5}広域調査の結果から、次のようなことが明らかとなっている。

- 平成20年度夏季のPM_{2.5}濃度は、関東地方内の平均は19.3 μg/m³であり、PM_{10-2.5}(粒径が2.5~10 μmのもの)濃度とPM_{2.5}濃度を比較すると、PM_{2.5}濃度は地域による差が少ないことがわかった(図1-16、17)。
 - PM_{2.5}成分では、南関東よりも北関東甲信静の方が有機炭素(OC)及び水溶性有機炭素(WSOC)の濃度が高かった(図1-18、19)。
- このことから、関東甲信静地方の地域内で有機粒子が酸化生成されていることが考えられる。

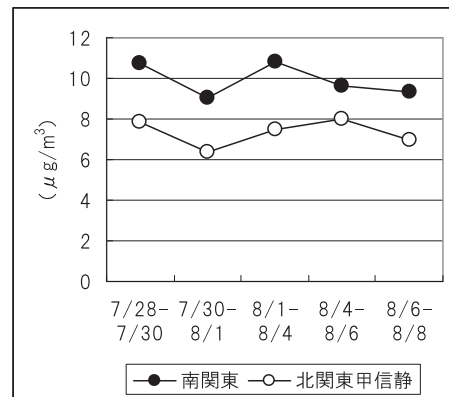
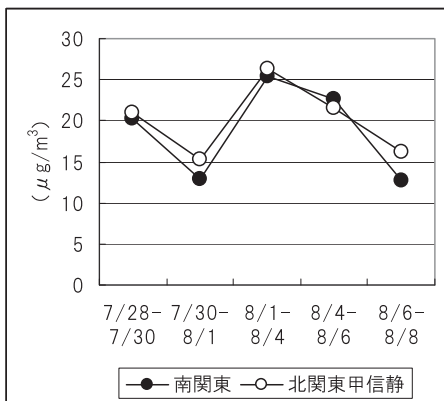


図1-16 PM_{2.5}の調査期間中の濃度推移

図1-17 PM_(10-2.5)の調査期間中の濃度推移

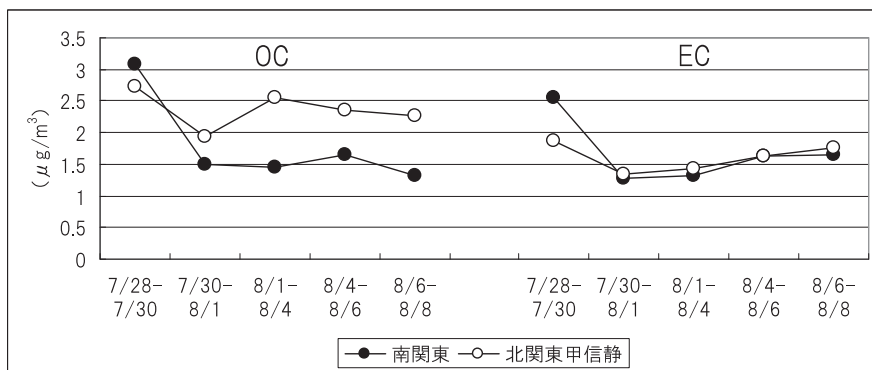


図1-18 OCとEC濃度の期間変動

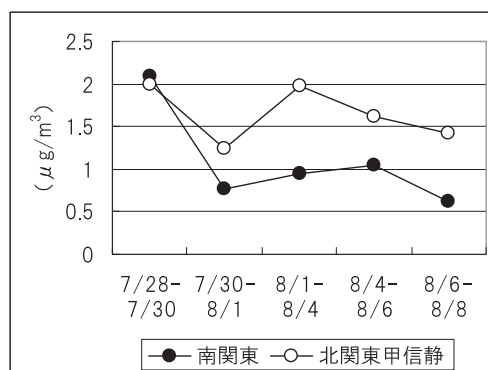


図1-19 WSOC濃度の期間変動

第2章 発生源について

2-1 発生源調査結果

(1) 発生源調査の概要

PM_{2.5}の排出実態の把握やレセプターモデル(第3章参照)に用いる発生源プロファイルの充実などを目的に、平成20～21年度に様々な発生源において、排出ガス中の粒子状物質の濃度、成分を把握するための調査を実施した。調査対象としては、ボイラー、廃棄物焼却炉、自動車などのほか、これまであまり調査されてこなかった喫煙所や調理、野焼きなども対象とした。

粒子は粒径別にばいじん、粒径10 μ m以下(SPM相当)、2.5 μ m以下(PM_{2.5}相当)及び凝縮性ダストを測定対象とし、質量濃度測定及び成分(炭素成分、金属成分、イオン成分)分析を行った。

粒子の採取は、原則としてカスケードインパクトにより行ったが、特殊な条件の場合には環境試料の場合と同じFRM法によるなど、発生源に合わせた方法を採用した。

また、あわせて凝縮性ダストの採取も試みた。凝縮性ダストは、ボイラー等の排出ガスが、煙突の中では高温であるためガス状であるが、煙突から排出された直後に外気により急冷されて凝縮する粒子である。ここでは、清浄な空気です約20倍に希釈・冷却し、滞留時間を10秒程度とりフィルタに採取した(空気希釈法)。

なお、本調査では、いずれの発生源においても単数回の測定であり、排出原単位として再現性を含めた精度が高いとは言えない結果である。ディーゼル自動車排出ガスについては排ガス処理装置の装着などにより、定量下限以下のデータも多かった。今後、更なるデータの蓄積が望まれる。

(2) 粒子状物質の排出濃度

各発生源におけるPM_{2.5}排出濃度は、数十～数万 μ g/m³であり、発生源の種類や原燃料により、大きく異なっていた。しかし、各発生源におけるばいじんとPM_{2.5}濃度は全体としては大きな差異はなかった。一般的に、燃焼に伴い発生する粒子の粒径はほとんど2.5 μ m以下であることから妥当な結果であると考えられる。

また、これまであまり調査されていなかった未把握の発生源である「タバコの煙」や厨房・家庭台所における「調理」などからもPM_{2.5}が排出されていることがわかった。

さらに、ボイラー等の排気からは、凝縮性ダストも大気中に排出されていることがわかった(図2-1)。これら未把握発生源や凝縮性ダストの成分としては、いずれも有機炭素(OC)濃度が高かった。

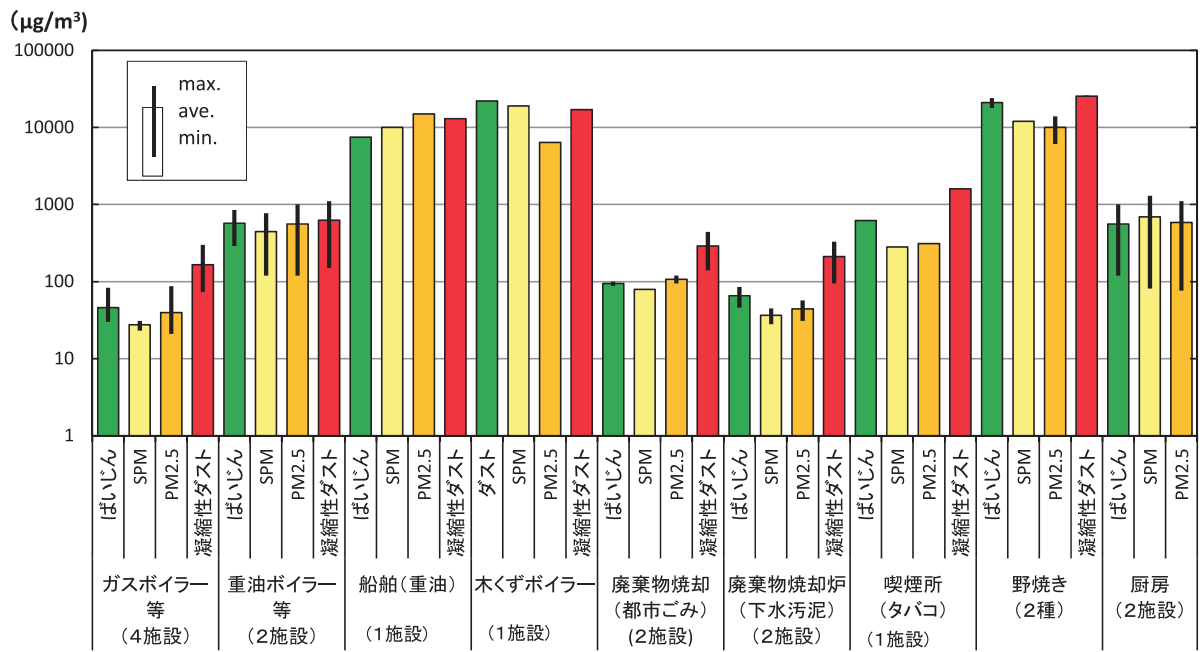


図 2-1 主な発生源からの粒子状物質排出濃度

※ 凝縮性ダストの濃度には、PM2.5等を含む

(3) 過去の調査結果との比較

過去に実施した調査結果と排出原単位(原燃料一単位あたりの PM 排出量)を比較すると、ボイラー(木くず)等は変わらなかったが、焼却炉(都市ごみ)は、1/10 程度まで大きく低減していた(図 2-2)。また、自動車排出の粒子状物質(PM)も、長期規制適合車に比べ、新長期規制適合車は大幅に減少していた(図 2-3)。これは、廃棄物焼却炉対策やディーゼル車規制などの各種施策の効果であると考えられる。

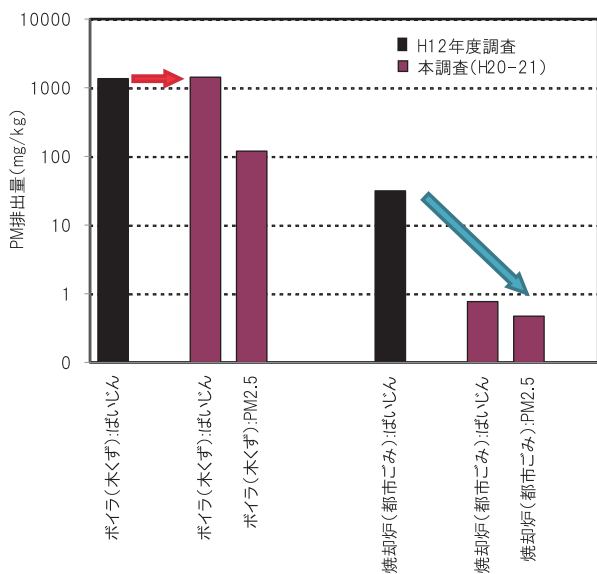


図 2-2 固定発生源 PM 排出原単位の比較

※ 平成 12 年度調査はばいじんのみ

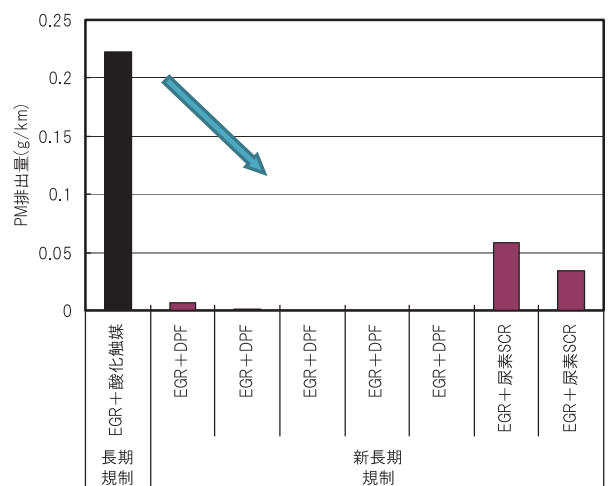


図 2-3 自動車 PM 排出原単位の比較

2-2 共同研究報告

環境中のPM_{2.5}の約3割を占める炭素成分について、発生源寄与解析に資するため、次の共同研究を実施した。

(1) 放射性炭素同位体分析(国立環境研究所との共同研究)

都市ごみ焼却炉、下水汚泥焼却炉では、排出粒子中の全炭素(TC)濃度は比較的小さく、粒子の90%以上が非炭素性であった。一方、地下街排気、調理排気、重油ボイラーでは、粒子の70%以上が炭素性であることがわかった。さらに、地下街排気、厨房排気では、排出粒子中のTCのほとんどがバイオマス起源であることがわかった。一方、都市ごみ焼却炉、下水汚泥焼却炉では、バイオマス起源炭素が30%~50%の割合で混合していることがわかった。また、重油ボイラーから排出されているTCのほとんどは化石燃料起源炭素であった。

(2) レボグルコサン分析(埼玉大学との共同研究)

図2-4に発生源サンプルにおけるレボグルコサン等の分析結果を示す。ボイラー(木くず)、野焼き、喫煙所、地下街においては、レボグルコサンが顕著に検出された。この結果はレボグルコサンがバイオマス燃焼に伴って発生する成分であることから、妥当な結果であると考えられる。

一方で、船舶、ボイラー(重油)、厨房や家庭台所からの調理排気といった発生源においてもレボグルコサンは検出されたが、その濃度は他の発生源と比較すると極めて低い値であった。

また、レボグルコサンとイオン成分(K⁺、Cl⁻)との関係では、バイオマス燃焼由来の発生源ではイオン成分、レボグルコサンの両方とも検出されたが、化石燃料燃焼由来ではイオン成分は検出されず、レボグルコサンは微量、検出される結果となった。

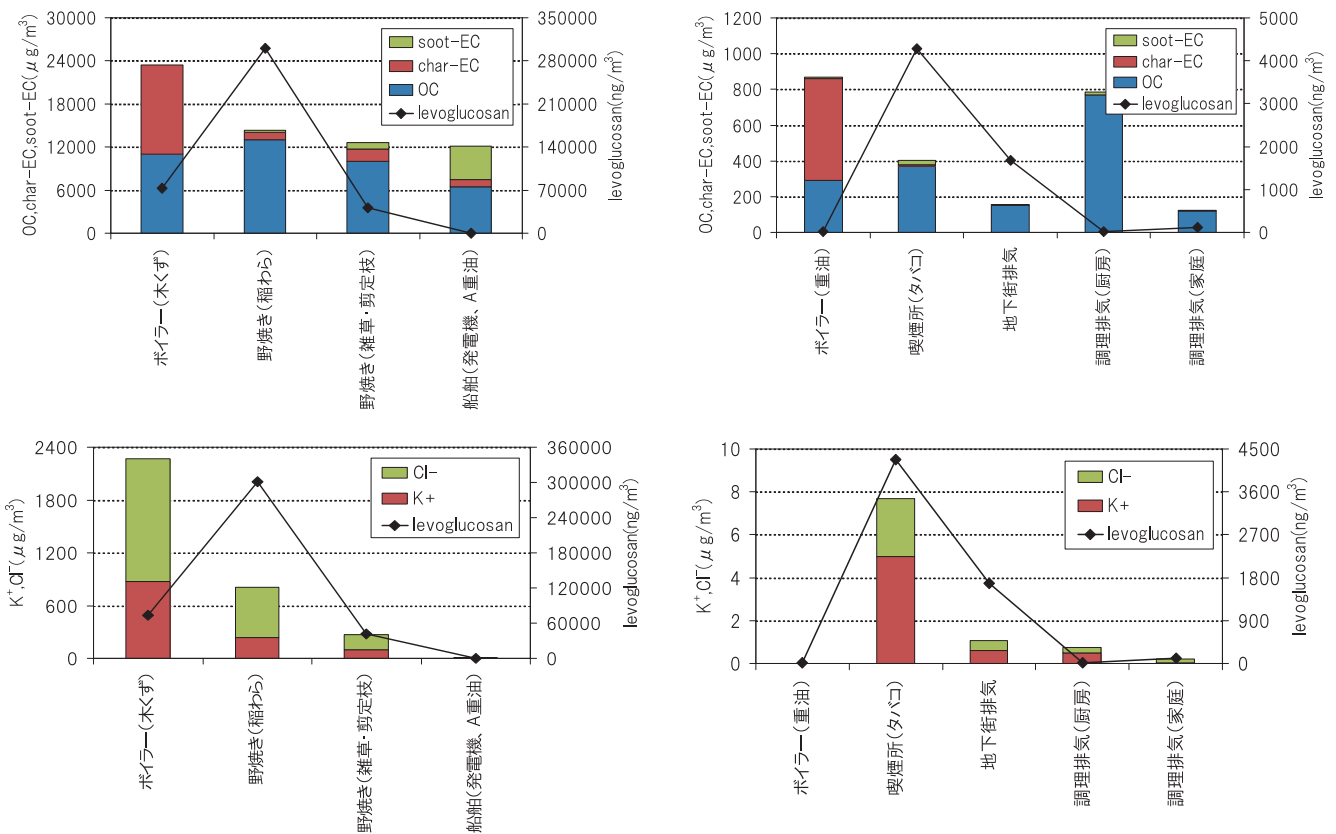


図2-4 各発生源におけるレボグルコサン等の濃度

(3) 重金属同位体分析(東京大学との共同研究)

平成 20 年度に、発生源解析のための新たな指標を見出すことを目的として、鉛の安定同位体比に着目し、東京大学と共同研究を実施した。その結果、自然起源と人為起源を区別することは可能であるが、人為起源の鉛同位体比の分布は重複しており、かつ分布の範囲も広いため、現段階では不確かさがあることがわかった(図 2-5)。

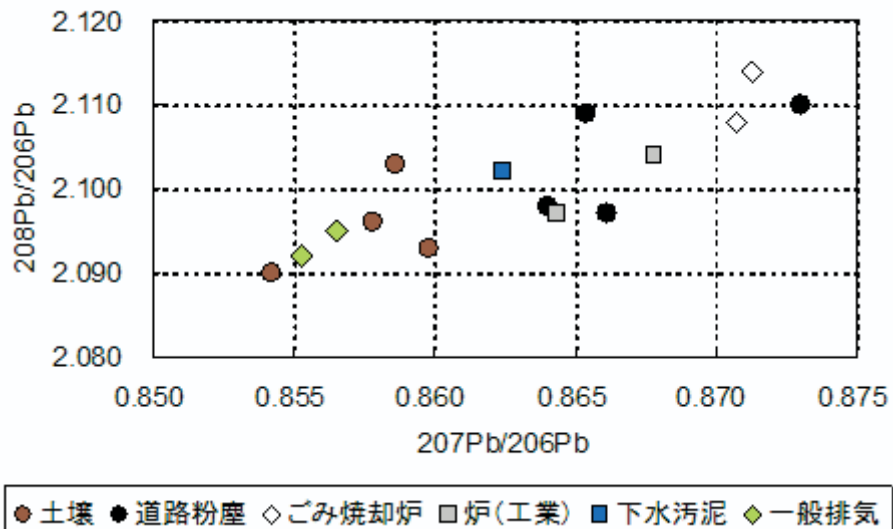


図 2-5 発生源からの SPM 中鉛安定同位体比の分布